

Subsídios para a cobrança e a outorga considerando critérios econômicos e internalização dos custos de poluição da água

Subsidies for water charges and water permits considering economic criteria and internalization of water pollution costs

Paola Marques Kuele¹ , Ana Paula Dalcin¹ , Guilherme Fernandes Marques¹ 

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil. E-mails: paolakuele@gmail.com, dalcin.anap@gmail.com, guilherme.marques@ufrgs.br

Como citar: Kuele, P. M., Dalcin, A. P., & Marques, G. F. (2024). Subsídios para a cobrança e a outorga considerando critérios econômicos e internalização dos custos de poluição da água. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 21, e11. <https://doi.org/10.21168/regav.21e11>

RESUMO: No Brasil, a Lei nº 9.433/97 direciona a regulação os múltiplos usos da água tendo como principais ferramentas os instrumentos de gestão. Entretanto, a efetividade da gestão depende do desempenho dos instrumentos, para os quais ainda se verifica a necessidade de objetivos mais concretos no caso da cobrança pelo uso da água. Este estudo traz uma contribuição para essa lacuna ao propor critérios e diretrizes que subsidiam a formulação de modelos de cobrança já integrados a metas de enquadramento e critérios de outorga, tendo como base o valor econômico da água, os diferentes usos e as diferenças na escassez ao longo da bacia. Um modelo hidroeconômico foi desenvolvido para avaliar a distribuição de outorgas e seus efeitos econômicos e de qualidade da água. O modelo representa as externalidades decorrentes da alocação de água, identifica áreas com escassez, potencial para novas outorgas e necessidade de melhorias na qualidade. Essa combinação permitiu a diferenciação espacial dos valores econômicos da água na bacia, servindo de diretriz para um modelo de cobrança capaz de buscar objetivos específicos de internalizar custos de poluição e diferenciar valores conforme diferenças na escassez na bacia. O modelo foi aplicado na bacia hidrográfica do rio dos Sinos, no estado do Rio Grande do Sul.

Palavras-chave: Cobrança pelo uso da água bruta; Instrumentos de gestão dos recursos hídricos; Valor econômico da água; Modelagem hidroeconômica; Bacia hidrográfica do rio dos Sinos.

ABSTRACT: In Brazil, Law No. 9433/97 directs the regulation of multiple water uses, with management instruments as its main tools. However, the effectiveness of management relies on the performance of these instruments, for which more concrete objectives are still needed, particularly regarding water charges. This study contributes to this gap by proposing criteria and guidelines that support the formulation of charging models integrated with classification goals and permit criteria, based on the economic value of water, different uses, and scarcity variations across the basin. A hydroeconomic model was developed to assess permit distribution and its economic and water quality effects. The model represents externalities from water allocation, identifies areas with scarcity, potential for new permits, and the need for quality improvements. This combination allowed spatial differentiation of water's economic values in the basin, guiding a charging model capable of achieving specific objectives of pollution cost internalization and value differentiation based on scarcity differences in the basin. The model was applied in the Rio dos Sinos watershed, in the state of Rio Grande do Sul.

Keywords: Water charges; Water resources management instruments; Economic value of water; Hydroeconomic model; Rio dos Sinos watershed.

1 INTRODUÇÃO

A cobrança pelo uso dos recursos hídricos é definida como um instrumento para reconhecer a água como bem econômico e indicar ao usuário seu real valor, possibilitando também recursos para financiar ações dos planos de bacia. De um modo geral, a cobrança pelo uso da água bruta no Brasil tem observado duas dinâmicas distintas. Uma primeira, implementada pela COGERH – Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará, é baseada em um modelo de matriz tarifária (Oliveira, 2023) que considera subsídios intra e intersetoriais, com tarifas estabelecidas conforme a finalidade de uso, a

Recebido: Fevereiro 29, 2024. Revisado: Julho 07, 2024. Aceito: Julho 09, 2024.



Este é um artigo publicado em acesso aberto (*Open Access*) sob a [licença Creative Commons Attribution](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

capacidade de pagamento dos usuários em cada categoria e os custos operacionais do sistema. Uma segunda, em vigor no restante do país, iniciou a implementação com valores baixos, aquém das necessidades das bacias, em ambientes onde vigorava (e ainda vigora) a desconfiança sobre a aplicação dos recursos e seu retorno às bacias pagadoras, o risco de contingenciamento e a autonomia para aplicação segundo os comitês (Gonçalves et al., 2023). Nesta segunda dinâmica a implementação vem sendo feita de forma progressiva (Ueta et al., 2007; Belem, 2008), com o estabelecimento de valores inicialmente mais baixos para dar início à operacionalização do instrumento e facilitar a aceitação por parte dos usuários, porém adiando a (difícil) discussão sobre objetivos mais concretos envolvendo metas de racionalização, internalização de custos e até alocação da água.

O caminho para o avanço na implementação da cobrança ainda esbarra em desafios diversos, tanto de natureza metodológico-conceitual, quanto de operacionalização. Segundo Almeida e Curi (2016) persistem aspectos técnicos e metodológicos, assim como dificuldades de integração com outros instrumentos de gestão. Acselrad et al. (2009) ao relatar o processo de implementação na bacia do Paraíba do Sul, destaca dificuldades como a construção de uma base de dados comum, em vista de diversas lacunas de consistência e confiabilidade e impasses com o setor de saneamento para repasse dos custos com consumidores finais. A esses desafios se somam outros de caráter operacional para arrecadação e aplicação dos recursos, como a inadimplência e atuação do órgão gestor estadual no desenvolvimento e manutenção de base de dados, cálculo de valores, emissão de boletos, gerenciamento da arrecadação e repasse para investimentos em ações definidas pelos Comitês de Bacia. Ao analisar os modelos de cobrança pelo uso da água no Brasil, Guedes et al. (2017) e Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (2017) destacam que os baixos valores aplicados aos preços unitários limitam a capacidade dos modelos de cobrança em sinalizar a condição de escassez hídrica da bacia, diferenciar trechos com maior ou menor condição de escassez ou ainda contribuir com a arrecadação para fins de melhorias na mesma.

A cobrança tem, contudo, avançado, como na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, que abrange parte dos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo, e foi a pioneira na implementação da cobrança como instrumento econômico de gestão no Brasil, em março de 2003. O cálculo do valor da cobrança nesta bacia considera três variáveis: volume (captado, consumido e lançado), Preço Público Unitário (PPU) e coeficientes que representam fatores quali-quantitativos. Esse método é similar ao aplicado nas demais bacias hidrográficas brasileiras. Desde 2014 através da Resolução nº162, de 15 de dezembro de 2014, do CNRH, a cobrança na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul passou a considerar novas variáveis, como o índice de perdas na distribuição de água pelo setor de saneamento e as tecnologias de irrigação utilizadas pelo setor agropecuário.

Outro exemplo ocorre nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ), inseridas nos estados de Minas Gerais e São Paulo, em que a implementação da cobrança pelo uso dos recursos hídricos de domínio da União ocorreu em 2006 (Comitês PCJ, 2005). Assim como na bacia do rio Paraíba do Sul, nas bacias PCJ a cobrança pelo uso da água também é obtida a partir da multiplicação do PPU pelo volume e por um coeficiente ponderado de acordo com características específicas de cada uso. Novamente, não é explícito como foi determinado, inicialmente, o valor do PPU. Ainda, ao passar dos anos a cobrança pelo uso da água nas bacias PCJ não teve avanços significativos em termos de valores e impacto na racionalização do uso da água, não desenvolvendo seu pleno potencial (Formiga-Johnsson et al., 2021).

Tais exemplos mostram, de forma geral, a dificuldade no estabelecimento de mecanismos para definição de valores que observem a localização dos usuários na bacia, condições econômicas, sazonalidade e lançamento com fins de diluição, conforme preconizado no Art. 7º da Resolução CNRH de março de 2005 (Brasil, 2005). As metodologias e critérios atualmente em vigor são simplificadas, e baseiam-se na quantidade de água captada e/ou consumida e na qualidade do manancial, além de um único parâmetro poluidor (Oliveira et al., 2017), a DBO, destacando a necessidade do aperfeiçoamento das metodologias e critérios de cobrança pelo uso da água, de forma que os valores também estejam de acordo com a estratégia de financiamento integrado adotada.

Finalmente, em comparação dos modelos de cobrança Cearense e Paulista, Rodrigues & Aquino (2014) apontam que estudos econômicos podem ser úteis para rever políticas de preços, o que permitiria alinhar os modelos com metas de indução de uso racional. São poucos os estudos no Brasil que buscam estruturar uma metodologia capaz de integrar os diversos instrumentos de gestão e contribuir para que os gestores e planejadores tenham capacidade de definir os critérios com embasamento econômico e de forma estratégica. Dalcin & Marques (2020) propuseram um modelo hidroeconômico para a bacia do rio dos Sinos que abordou a alocação de outorgas de forma dinâmica, considerando o enquadramento e a maximização dos benefícios econômicos líquidos. Entretanto, o estudo não realizou uma análise detalhada da cobrança.

Em outro estudo, Silva et al. (2019) elaboraram um modelo hidroeconômico para análise de alocação da água, porém sem considerar aspectos de qualidade necessários ao enquadramento e sem propor diretrizes para a cobrança. Ainda, Baccour et al. (2021) propuseram uma metodologia com um modelo hidroeconômico capaz de analisar soluções de alocação da água e abatimento de poluição na escala de bacia hidrográfica, empregando diferentes cenários de disponibilidade hídrica e políticas de abatimento em uma abordagem mono-objetivo. Ward (2021), em uma análise de abordagens hidroeconômicas para orientar um plano de adaptação frente a mudanças no clima, destacou que diversos avanços são necessários, incluindo o emprego de algoritmos genéticos para o tratamento de problemas estocásticos complexos, inclusão da qualidade da água e especialmente mais esforço para tornar as abordagens mais aplicáveis na tomada de decisão por gestores e partes interessadas (stakeholders). Essa percepção é corroborada por Ortiz-Partida et al. (2023), que destacam que o campo de desenvolvimento de modelos hidroeconômicos necessita de abordagens mais operacionais que enfatizem a integração de variáveis ainda negligenciadas, como equidade, requerimentos ecossistêmicos e qualidade da água.

No caso do Brasil, o aspecto metodológico destacado envolve uma definição mais clara de como os resultados de trabalhos de modelagem devem ser empregados na definição de critérios para os instrumentos de gestão, o que permanece uma lacuna. De modo geral, alguns dos estudos mencionados ainda são limitados por não mostrarem como os resultados se traduzem em diretrizes para instrumentos de gestão dos recursos hídricos. Por outro lado, a complexidade dos modelos de cobrança é também um elemento importante, conforme sinalizado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) no documento “Orientações Gerais para a Implementação da Cobrança pelo uso de Recursos Hídricos em Bacias Hidrográficas” (Brasil, 2024), o que aponta que “a equação matemática de cobrança seja de fácil entendimento e prime pela maior simplicidade possível”. Nesse contexto, buscar um modelo de cobrança que seja de fácil entendimento (equacionamento simples) porém ainda capaz de cumprir os objetivos esperados para a bacia irá requerer um olhar mais especial para a definição dos Preços Públicos Unitários (PPUs).

Essa lacuna que o presente estudo se propõe a resolver, tendo como objetivo principal formular critérios e diretrizes para subsidiar a tomada de decisão relativa à outorga, enquadramento e cobrança pelo uso da água. Para atingir esse objetivo, foi elaborado um modelo hidroeconômico para a análise de decisões de alocação da água considerando tanto a qualidade da água resultante, como os benefícios econômicos gerados. Os *trade-offs* (perdas e ganhos) econômicos e ambientais resultantes das diferentes decisões de alocação servem para embasar critérios para a cobrança pelo uso da água, utilizando o conceito de internalização das externalidades.

As contribuições do trabalho são (a) utilização de fundamentação econômica para a determinação de critérios para a cobrança a partir de objetivos mensuráveis; (b) combinação da abordagem econômica com simulação da qualidade da água em um modelo multiobjetivo desenvolvido em ambiente de MOEA (*multi-objective evolutionary algorithm*); (c) proposta para transformar os resultados do modelo hidroeconômico em diretrizes para cobrança, permitindo a análise de qual o objetivo pretendido (racionalização e qualidade da água) antes da definição dos valores cobrados.

Esse último aspecto é uma inovação que serve de base para o processo de negociação sobre metas de enquadramento e critérios de cobrança e alocação de água em bacias hidrográficas. O trabalho proposto avança, portanto, sobre as lacunas de conhecimento ao integrar a qualidade da água e definir critérios para instrumentos de gestão. São empregados objetivos econômicos associados ao excedente do consumidor e custos de tratamento de efluentes, variáveis por usuário e trecho da bacia, para definição de critérios para PPUs. Ainda, incorpora critérios de sustentabilidade ambiental na forma de diferentes metas de qualidade da água.

Este artigo é organizado da seguinte forma. Primeiramente, é descrita a fundamentação teórica utilizada, a descrição geral do modelo hidroeconômico, o detalhamento da proposta de diretrizes para a cobrança pelo uso da água e uma breve descrição da bacia hidrográfica do rio dos Sinos, utilizada para aplicação do modelo. Em seguida são discutidas as soluções obtidas pelo modelo, em termos de benefícios econômicos e concentração de fósforo na bacia. Por fim, a partir da seleção de uma solução, apresenta-se os *trade-offs* relacionados e os resultados para a cobrança pelo uso da água neste cenário.

2 METODOLOGIA

2.1 Estrutura do Modelo Hidroeconômico

O modelo hidroeconômico proposto divide-se em 4 partes principais, conforme ilustrado na Figura 1 (a) Banco de dados do cenário de referência (outorgas atuais) e do cenário de desenvolvimento econômico e ambiental para a bacia de estudo (projeção de outorgas futuras); (b)

Modelo de simulação da qualidade da água; (c) Funções econômicas de benefício pelo uso da água e custos de remoção de carga poluidora; e (d) Modelo de otimização multiobjetivo (funções objetivos) para avaliação de estruturas ótimas de alocação.

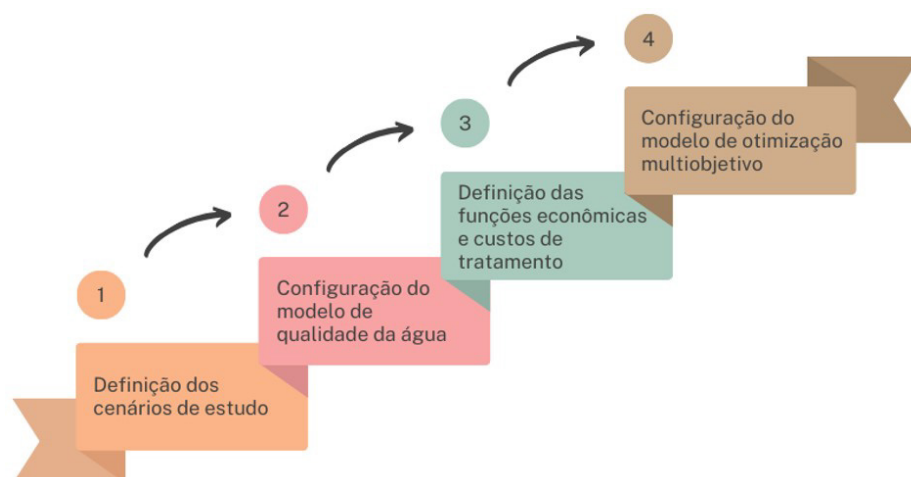


Figura 1 – Estrutura do modelo hidroeconômico.

O modelo permite avaliar a distribuição espacial otimizada das outorgas de captação e lançamento atuais e futuras (opcional) e a carga a ser removida de maneira a maximizar o benefício econômico da bacia e melhorar a qualidade da água. As outorgas são discretizadas por trechos da bacia e por tipo de usuário, sendo considerados três setores usuários principais: urbano, industrial e irrigante. A qualidade da água é medida através de um modelo de simulação que permite avaliar o balanço entre cargas captadas e lançadas pelos usuários e trechos correspondentes.

Como modelo de simulação de qualidade da água é empregado o QUAL-UFMG (von Sperling, 2014), que realiza uma modelagem unidimensional do corpo hídrico e permite avaliar diferentes parâmetros de qualidade da água, como DBO, OD, fósforo, nitrogênio, entre outros. Neste estudo, o foco foi direcionado ao parâmetro fósforo total, uma vez que está relacionado à eutrofização de corpos hídricos, permitindo avaliar o valor econômico da água considerando a concentração de nutrientes, o que ainda é um gargalo em modelos atuais de cobrança (Oliveira et al., 2017).

Para avaliar soluções ótimas de alocação, é empregado o algoritmo evolucionário Borg MOEA (Hadka & Reed, 2013). O algoritmo utiliza a técnica heurística de otimização, em que soluções candidatas são geradas e avaliadas conforme métricas de desempenho resultantes de funções objetivo. Quando uma solução candidata apresenta desempenho melhor que a anterior, esta é descartada, e novas soluções são geradas pelo processo de mutação sendo o processo de busca de soluções cessado quando as diferenças de desempenho entre soluções forem estatisticamente insignificantes.

Neste estudo as soluções de alocação de água são avaliadas conforme dois objetivos. A primeira função objetivo (FO1) visa maximizar a soma dos benefícios econômicos dos diferentes usuários em cada trecho da bacia, subtraindo os custos de coleta, tratamento e remoção de fósforo, conforme Equação 1. No caso da FO1 as variáveis de decisão são a vazão outorgada por trecho e usuário ($X_{i,n}$) e a carga de fósforo removida por trecho (WT_n).

$$FO1 = \max \left[\sum_{i=1, n=1}^{I, N} B(X_{i,n}) - \sum_{n=1}^N 0,8C_{CT}(X_{i,n}) - \sum_{n=1}^N CP(WT_n) \right] \quad (1)$$

Onde:

FO1: função objetivo 1 [R\$/ano];

$X_{i,n}$: vazão captada pelo grupo de usuários i , no trecho n [m^3/s];

$B(X_{i,n})$: benefício total do grupo de usuários i [R\$];

CCT : custo de coleta e tratamento de esgotos por trecho [R\$/ m^3/s];

CP : custo de remoção de fósforo por trecho [R\$/kg];

WT_n : carga removida de fósforo por trecho [kg/s]

Custo(WT): custo de tratamento para uma dada carga WT [R\$].

Na FO2 o objetivo é minimizar, ao longo dos trechos do rio, a concentração de fósforo resultante dos lançamentos de efluentes relacionados às vazões outorgadas ($X_{i,n}$), conforme Equação 2.

$$FO2 = \min \sum_{n=1}^N C(P)_n \quad (2)$$

Onde:

FO2: função objetivo 2 [mg/l];

$C(P)_n$: concentração de fósforo total no final de cada trecho n [mg/L]

A Figura 2 apresenta a dinâmica entre as diferentes partes constituintes do modelo. A rotina se inicia com a leitura dos dados correspondentes às outorgas e lançamentos do cenário de referência (situação atual e futuro). A partir desses dados, o algoritmo evolucionário gera um conjunto de soluções candidatas para as variáveis de decisão (vazão outorgada e carga tratada). Cada par de valores é enviado ao banco de dados do modelo QUAL-UFMG, que recalcula o balanço de massa e as concentrações resultantes de fósforo em cada trecho. Esses valores são novamente lidos pelo BORG-MOEA para a atualização dos valores das funções objetivo, que são hierarquizadas. Em seguida, um novo conjunto de soluções candidatas é produzido, seguindo os critérios dos operadores de recombinação e seleção das populações, e novamente retornado ao banco de dados do QUAL-UFMG para a atualização do balanço de massa e concentrações. Esse ciclo se repete até que o critério de parada seja atingido, neste caso, o número de iterações, e então o modelo gera os resultados finais.

Os resultados do modelo hidroeconômico consistem em valores para as funções objetivo e variáveis de decisão que perfazem a fronteira de Pareto, ou seja, o lugar geométrico dos pontos no qual já não é mais possível obter ganhos em um objetivo sem sacrificar o desempenho do outro objetivo (*trade-offs*). As soluções das funções objetivo que compõem a Fronteira de Pareto representam diferentes possibilidades tanto de alocar a água para usos econômicos na bacia quanto de manter menores concentrações de fósforo nos corpos hídricos, conforme ilustra a Figura 3.

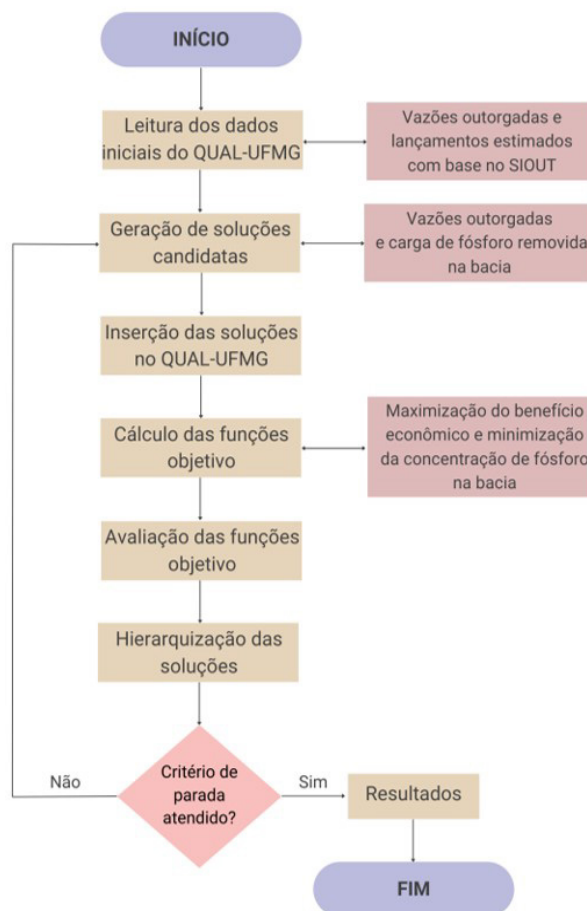


Figura 2 – Rotina do processo de otimização do modelo hidroeconômico.

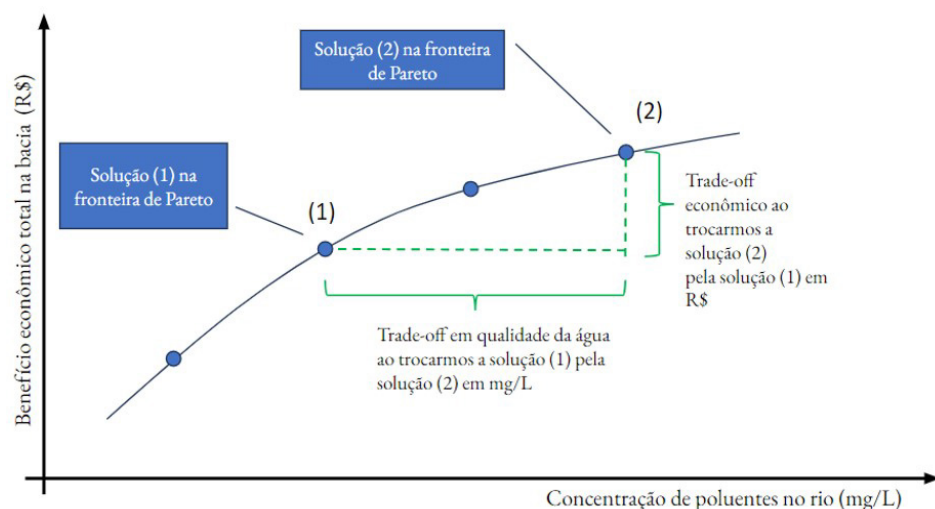


Figura 3 – Representação esquemática da fronteira de Pareto.

A análise de problemas multi-objetivo não visa, portanto, determinar uma solução única, mas sim uma Fronteira de Pareto que representa o conjunto das melhores soluções. A partir dessa fronteira, analistas, gestores e usuários podem discutir as alternativas e especialmente entender melhor os *trade-offs*. Isto é, o sacrifício necessário em um objetivo, como, por exemplo, redução no benefício econômico para alcançar ganhos no outro objetivo, que seria a redução na concentração de um determinado poluente no rio. A determinação da fronteira de Pareto também permite identificar soluções dominadas, localizadas fora da fronteira, para as quais é possível melhorar simultaneamente ambos os objetivos.

2.2 Valores econômicos da água para captação de água bruta e lançamento de esgotos

Essa seção tem como objetivo demonstrar a lógica utilizada para incorporar as informações geradas pelo modelo hidroeconômico ao processo decisório de determinação da cobrança. O cálculo do valor econômico da água é baseado no princípio da equimarginalidade entre o benefício/custo marginal privado e o benefício/custo marginal social do uso da água (apresentado na Figura 4). De acordo com Luenberger (1995), os conceitos de custo social e privado foram inicialmente abordados por Pigou (1920) e Meade (1952) sendo, posteriormente, associados ao conceito de externalidade. Segundo o autor, a diferença entre custos privados e sociais significa que os indivíduos, agindo em prol de seus próprios interesses, não produzirão, em conjunto, uma alocação de recursos socialmente ótimas. Destaca-se que o termo marginal, de uso comum na literatura da economia, significa adicional. Ou seja, custo marginal de abatimento da poluição é o custo de se reduzir a poluição em uma unidade adicional.

Nesta proposta considera-se que soluções de alocação localizadas na região dominada da fronteira de Pareto representam condições em que os custos sociais não foram incorporados nas decisões de alocação da água. Um exemplo dessa situação na prática é o município cuja prestadora do serviço de saneamento capta e trata a água de um manancial, mas não realiza a coleta e tratamento de todo o efluente produzido. O resultado é que os benefícios do município são maximizados (há menores custos com a coleta e tratamento) porém às custas de um manancial mais poluído, o que irá aumentar os custos de tratamento de água de municípios a jusante (externalidade negativa). Essa condição é comum no contexto brasileiro e foi analisada em trabalhos como Riediger (2019). Resolver esse problema envolve o ponto de equilíbrio entre custos e benefícios em todos os municípios (e demais usuários) na bacia, obtido quando os custos dos benefícios marginais sociais se igualam (condição de equimarginalidade). Com base neste princípio, pode-se avaliar o quanto a solução atual de alocação (ponto de equimarginalidade privado) está afastada do ponto de equimarginalidade social da bacia (Figura 4).

A finalidade da cobrança nesse contexto é induzir mudanças nos usos da água, resultando em uma alocação semelhante àquela refletida na solução modelo hidroeconômico, escolhida dentre as soluções possíveis da fronteira de Pareto. Ou seja, o quanto dos custos sociais (remoção da poluição de rios) seriam internalizados pelos usuários mediante uma redução da quantidade alocada (ΔQ) de modo a trazer um maior benefício social (melhor qualidade da água)

Como consequência, há também um aumento no valor marginal da água para os usuários uma vez que valor da água utilizada sob condições que reduzem as externalidades da poluição (equilíbrio ótimo sob o ponto de vista social) traz consigo os custos dessa internalização.

Esta lógica também se aplica para o lançamento de esgotos, de forma que, na Figura 4 a quantidade outorgada seria equivalente à carga de esgotos não tratada e os benefícios marginais corresponderiam aos custos de abatimento da poluição. Nesse caso, o custo marginal representa o custo marginal de abatimento da poluição, ou seja, é o custo de reduzir a poluição em uma unidade adicional. A cobrança pelo lançamento de efluentes visa internalizar, por parte dos próprios usuários que geram a poluição, as externalidades associadas a cada trecho da bacia de estudo, provenientes do lançamento de cargas que impactam outros usos e a vida aquática. Essa cobrança representa, portanto, um custo aplicado ao lançamento de efluentes, fundamentado no princípio do poluidor-pagador ou usuário-pagador.

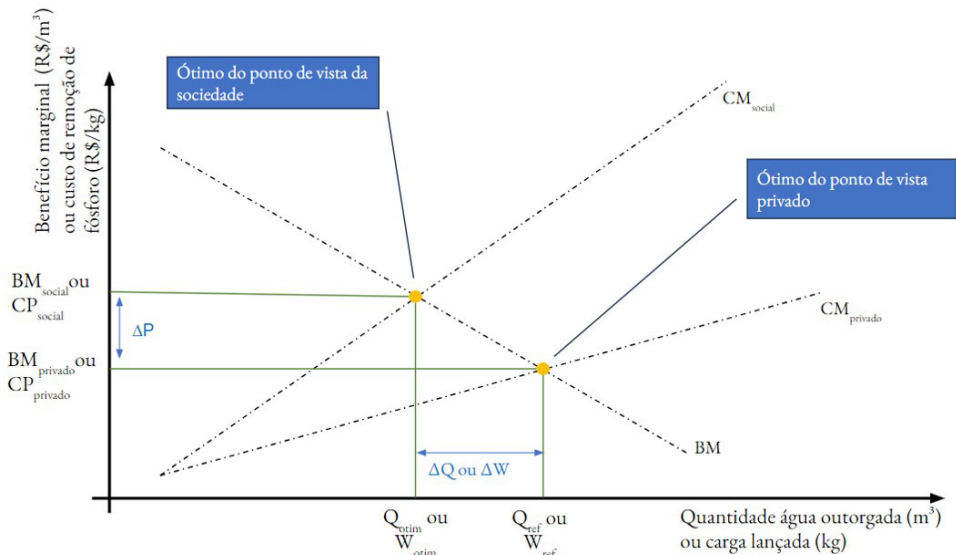


Figura 4 – Condições ótimas de outorga de uso da água sob o ponto de vista social e privado.

A principal dificuldade ao aplicar a teoria econômica em um cenário prático reside na precisa determinação das funções de benefício marginal privado e social para cada grupo de usuários em um determinado setor. Essas funções, muitas vezes são desconhecidas, assim como os benefícios marginais (social e privado) necessários para a determinação do valor ΔP que irá embasar a cobrança, conforme ilustrado na Figura 5.

Nesse trabalho, essa complexidade é contornada ao utilizar os resultados do modelo hidroeconômico. A premissa adotada é que o resultado do benefício total (BT) do modelo hidroeconômico representa a integral (soma) dos benefícios marginais, entre zero e o ponto equivalente à quantidade outorgada. Para o lançamento de esgotos, essa associação é feita entre o custo marginal de abatimento da poluição (CMA) e o custo de tratamento da poluição remanescente ($CT_{\text{remanescente}}$), conforme indicado na Figura 5.

Ao executar o modelo hidroeconômico para o cenário otimizado, obtém-se, de forma análoga, o benefício total social ($BT_{\text{otimizado}}$) e o custo de tratamento da poluição remanescente ($CT_{\text{otimizado}}$) para cada grupo de usuários, assim como as respectivas quantidades de água outorgadas e cargas não tratadas (Figura 5). A diferença entre os benefícios totais para o equilíbrio ótimo privado (BT_{ref}) e o equilíbrio ótimo social ($BT_{\text{otimizado}}$) é dada pela área ΔBT (ou ΔCT no caso do lançamento de esgotos), que pode ser utilizada para a estimativa de ΔP para cada grupo de usuários em um determinado setor e em cada trecho de rio.

Definidos esses conceitos e lógica, os próximos passos detalham as etapas de cálculo para determinação do ΔP . O primeiro procedimento envolve o cálculo da diferença entre os benefícios totais do cenário de referência e do cenário otimizado (ΔBT), conforme ilustrado na Figura 5, para cada trecho de rio e setor usuário, conforme Equação 3.

$$(\Delta BT)_{n,i} = (BT_{\text{ref}})_{n,i} - (BT_{\text{otimizado}})_{n,i} \quad (3)$$

Onde:

$(\Delta BT)_{n,i}$: Diferença entre o benefício econômico total obtido o cenário de referência e para o cenário otimizado na sub-bacia n , para o grupo de usuários i (R\$/ano);

$(\Delta BT_{ref})_{n,i}$: Benefício econômico total obtido para o cenário de referência no trecho n, para o grupo de usuários i (R\$/ano);

$(BT_{otimizado})_{n,i}$: Benefício econômico total obtido para o cenário otimizado no trecho n, para o grupo de usuários i (R\$/ano).

Conhecendo o valor de $\Delta BT_{n,i}$ (Equação 3), é possível estimar o incremento no valor marginal da água para o grupo de usuários no setor i e sub-bacia n ($\Delta P_{n,i}$) igualando o $\Delta BT_{n,i}$ calculado à área indicada na Figura 5. Para valores pequenos de ΔBT essa área se aproxima à área de um trapézio. Com os valores das quantidades outorgadas aos usuários do grupo i e sub-bacia n no cenário de referência ($Q_{ref})_{n,i}$ e no cenário otimizado ($Q_{otimizado})_{n,i}$ são conhecidas, pode-se isolar o termo ΔP conforme a Equação 4.

$$(\Delta P)_{n,i} = 2 \times \frac{(\Delta BT)_{n,i}}{(Q_{ref})_{n,i} + (Q_{otimizado})_{n,i}} \quad (4)$$

Onde:

$(\Delta P)_{n,i}$: Diferença entre o benefício marginal no cenário de referência e no cenário otimizado atual no trecho n, para o grupo de usuários i (R\$/m³);

$(\Delta BT)_{n,i}$: Diferença entre o benefício econômico total obtido no cenário de referência e no cenário otimizado atual no trecho n, para o grupo de usuários i (R\$/ano);

$(Q_{ref})_{n,i}$: Vazão captada no cenário de referência, no trecho n, pelo grupo de usuários i (m³/ano);

$(Q_{otimizado})_{n,i}$: Vazão captada no cenário otimizado, no trecho n, pelo grupo de usuários i (m³/ano).

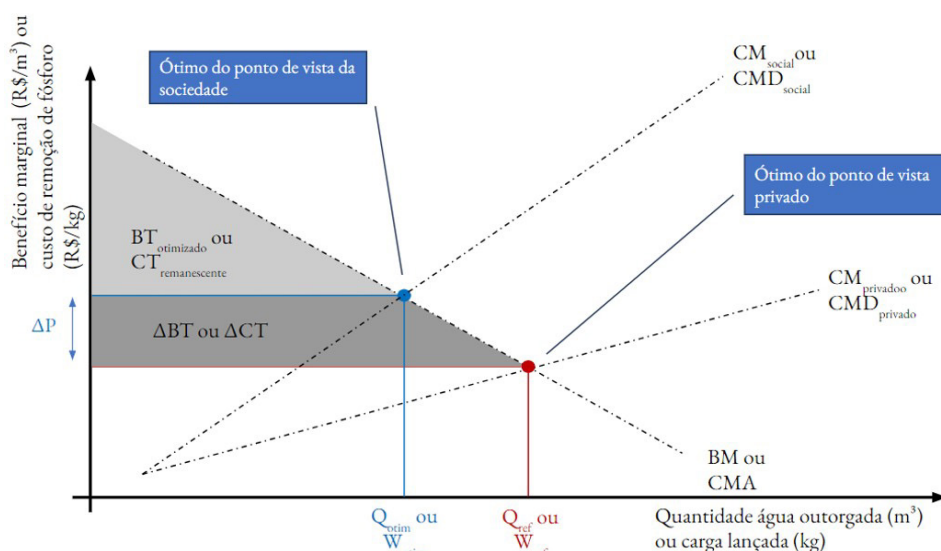


Figura 5 – Diferença entre benefícios totais para a determinação de ΔP .

De forma análoga, no caso do lançamento de esgotos, primeiro é determinada a diferença entre os custos totais de tratamento para remover a carga poluidora do ponto atual para o ponto otimizado. No modelo, o ΔCT_n calculado para cada trecho do rio representa a quantidade de carga de fósforo que ainda precisa ser removida para se deslocar do ponto ótimo privado para o ótimo social. A diferença entre os custos é então associada à área entre as curvas, e, a partir da relação das variáveis com a área representada na Figura 5, é possível obter a diferença entre os benefícios marginais (ΔP)_n.

A diferença entre o benefício marginal $(\Delta P)_{n,i}$ do cenário de referência e do cenário otimizado reflete o aumento no valor econômico da água devido à internalização dos custos de poluição. Esse valor serve de referência para a determinação de valores para a cobrança pelo uso da água, capazes de induzir a migração do ponto de equilíbrio do cenário de referência (que engloba apenas os custos privados - CMP) para o ponto em que os custos marginais sociais (CMS) são considerados.

Como pode-se verificar, a metodologia proposta permite a determinação de valores que se diferenciam conforme não apenas o tipo de usuário, mas também o trecho do rio (sub-bacia) e especialmente o objetivo pré-definido (ponto na fronteira de Pareto). Trata-se de um avanço na metodologia de cobrança que torna possível a consideração de vários dos mecanismos para a definição dos valores de cobrança propostos na Resolução CNRH N° 48/2005, Art. 7º (Brasil, 2005): (i) características físicas, químicas e biológicas da água; (ii) localização do usuário na bacia; (iii) finalidade a que se destinam; e (iv) condições técnicas, econômicas, sociais e ambientais existentes.

A aplicação da metodologia envolve, inicialmente, a verificação da solução atual e se a mesma é, de fato, dominada. Em seguida, verifica-se cenários alternativos para comparação na fronteira de Pareto gerada pelo modelo hidroeconômico. A definição do objetivo que se pretende alcançar, seja em termos de metas de redução dos volumes captados por alguns usuários ou de redução na concentração dos efluentes lançados envolve a realização de exercícios de análise com os usuários para a discussão sobre os trade-offs e escolha da solução otimizada que melhor reflete as expectativas e demandas da bacia quanto ao acesso à água e melhoria na sua qualidade.

Seguindo a explicação da Figura 4 como referência, isso implica deslocar-se de uma solução que representa o contexto presente na bacia (geralmente dominada), localizada fora da fronteira de Pareto, para uma solução na fronteira conforme indica a Figura 6. Essa figura ilustra um exemplo onde a escolha foi feita sobre a opção que resulta na máxima redução possível na concentração de poluentes no rio, indicada como ΔC na Figura 6, porém mantendo o mesmo Benefício Econômico Total da Bacia (BTB), ou seja, sem gerar trade-offs econômicos. Outras escolhas também seriam possíveis.

A partir dessa escolha, a solução na fronteira de Pareto irá indicar de forma mais precisa: (a) metas de alterações na alocação da água e os respectivos valores econômicos que refletem essas alterações; e (b) metas de redução na quantidade de poluentes. O item (a) serve então de diretriz para diferenciar valores cobrados na bacia e entre usuários, com o propósito de racionalização (metas de racionalização), enquanto o item (b) pode ser útil para definição de metas de enquadramento na bacia. Combinado ambos os resultados, é possível, com uma única solução, traçar diretrizes íntegras para a cobrança e enquadramento.

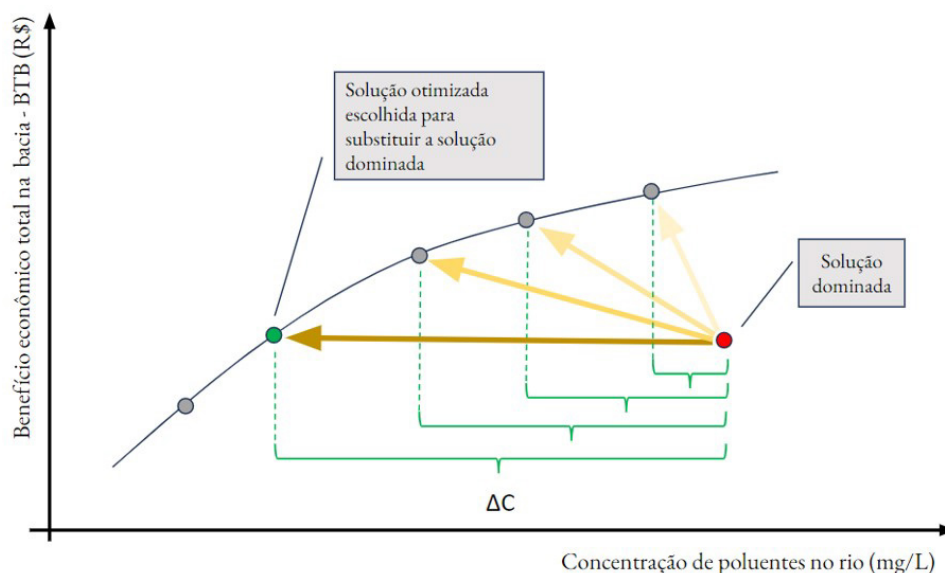


Figura 6 – Ilustração da lógica adotada para a escolha da solução na fronteira de Pareto.

3 APLICAÇÃO

3.1 Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio dos Sinos, ilustrada na Figura 7, está localizada na região leste do Estado do Rio Grande do Sul, ocupando cerca de 3.694 km², que representa 1,3% do território estadual. A população total estimada com base no censo do IBGE de 2021 é de 1.479.295 habitantes distribuídos em 32 municípios, inseridos total ou parcialmente na bacia. De acordo com o Plano da Bacia do rio dos Sinos (Profill Engenharia e Ambiente, 2014a), aproximadamente 89,3% da população é urbana.

De acordo com o Comitê Sinos (2017), a ocupação da Bacia Hidrográfica foi realizada de forma desorganizada e com tecnologias agressivas de uso do solo, levando à poluição crescente dos corpos hídricos e à degradação da flora e fauna. Os dados de 2010 (Comitê Sinos, 2010) indicavam que apenas 15% dos efluentes domésticos eram coletados, sendo uma parte despejada sem tratamento nos corpos hídricos, totalizando somente 4,5% da população urbana da Bacia com sistema de coleta e tratamento de esgoto. Além da contribuição de efluentes domésticos, a bacia concentra diversas atividades industriais que lançam seus efluentes nos cursos hídricos, principalmente no trecho Baixo Sinos (Comitê Sinos, 2010).

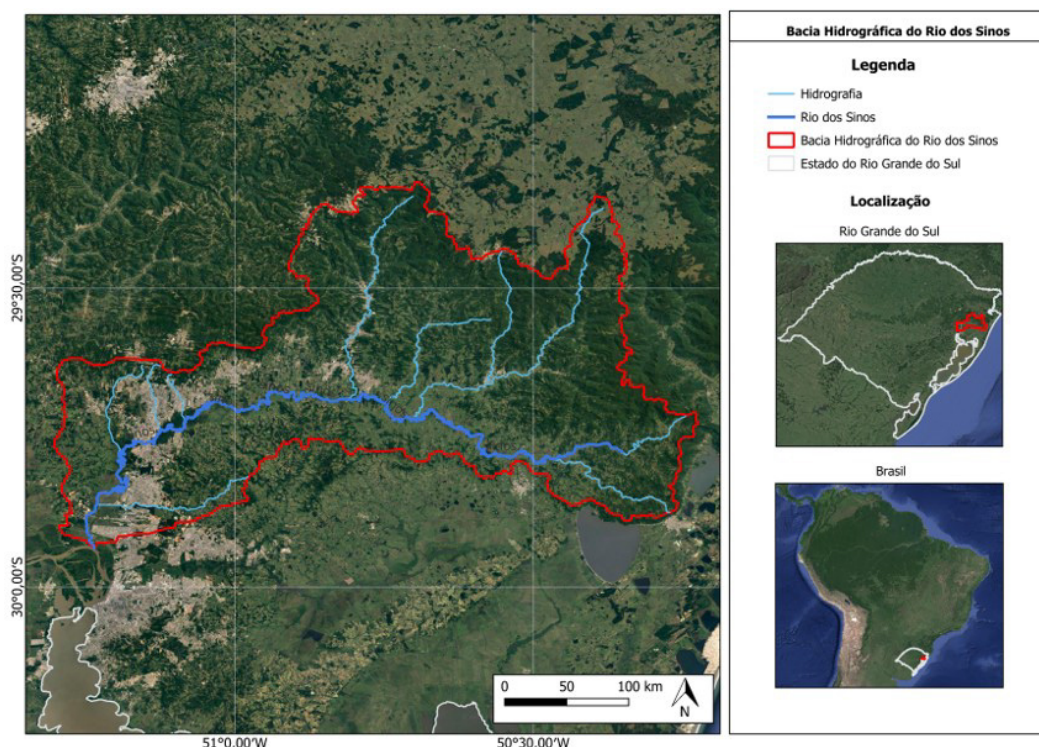


Figura 7 – Localização da bacia hidrográfica do rio dos Sinos no Estado do Rio Grande do Sul.

Dados mais recentes indicam que houve pouca ou nenhuma melhora na situação de coleta e tratamento de efluentes no município. Com base na atualização das ETEs do Atlas Esgotos em 2019 (Brasil, 2019), observa-se que apenas 16 dos 32 municípios possuem ETE, seja com lançamento na bacia do rio dos Sinos ou não, sendo o percentual médio de coleta e tratamento de 11,17%. Grande parte da população utiliza solução individual (41,86%), enquanto cerca de 46,97% não possui tratamento de esgotos (Brasil, 2013). Estes índices evidenciam a precariedade dos serviços de saneamento nos municípios inseridos na bacia e a necessidade da gestão adequada dos recursos hídricos para manter a qualidade de vida da população, além de investimentos na área do saneamento.

3.2 Dados de entrada: Captações e Lançamentos

A representação das demandas hídricas na bacia hidrográfica do rio dos Sinos foi realizada com base nos dados de outorga disponíveis no Sistema de Outorga de Água do Rio Grande do Sul (SIOUT-RS), atualizadas até agosto de 2022. Também foi considerada a Portaria Coletiva DRHS nº 09/2022 (Rio Grande do Sul, 2022), que concede, durante a vigência da portaria citada – 1 ano a partir da data de publicação –, outorga aos usuários irrigantes cadastrados no SIOUT, em regime de bombeamento de 24 horas por dia, 7 dias por semana, num período de 100 dias, contado a partir do início do bombeamento, considerando-se o consumo de 9.000 m³/ha.

Não foram considerados os cadastros de captações subterrâneas, que representam cerca de 0,58% da vazão total cadastrada no SIOUT. Além da baixa representatividade das captações, o modelo proposto neste estudo não abrange o balanço hídrico subterrâneo. Além disso, foram verificadas as finalidades de uso dos cadastros do SIOUT e analisadas as representatividades de cada grupo, em relação à vazão total cadastrada. Foram identificadas 28 finalidades distintas, das quais 6 foram desconsideradas e as outras 22 foram agrupadas dentro de 3 finalidades mais abrangentes: irrigação, abastecimento urbano e indústria.

O banco de outorgas do SIOUT, consultado em 2022, não apresentava informações relativas ao lançamento de efluentes dos usuários cadastrados. No caso do Rio Grande do Sul, essa informação encontra-se em cadastro separado da FEPAM, não disponível na ocasião de elaboração do estudo. Dessa forma, foi necessário buscar referências bibliográficas para estimar as vazões lançadas para cada finalidade de uso. Considerou-se os seguintes percentuais de vazão de retorno em relação às vazões captadas pelos usuários: abastecimento público – 80%, com base em von Sperling (2014); indústria – 80%, tendo em vista a estimativa para indústrias metalúrgicas em Brasil (2017); irrigação

– 80% adotados, considerando 3 com base no valor utilizado na publicação “Comitê do Lago Guaíba – Caderno de informações 2” (Comitê do Lagoa Guaíba, 2004) e também utilizado no Plano da Bacia do Rio Pardo (Rio Grande do Sul, 2005).

3.3 Configuração e calibração do modelo de qualidade da água

Para realização do balanço hídrico e simulação da qualidade da água, a bacia de estudo foi subdividida em trechos, tendo como base as sub-bacias definidas no Plano da bacia hidrográfica do rio dos Sinos (Profill Engenharia e Ambiente, 2014b). Além das divisões no rio dos Sinos, foram considerados também os tributários que apresentassem demanda superficial e possuíssem enquadramento estabelecido no Plano da Bacia (Profill Engenharia e Ambiente, 2014c).

Cada trecho estabelecido foi subdividido em 3 subtrechos, denominados alto, médio e baixo, totalizando 18 trechos e 54 subtrechos na bacia. A Figura 8 apresenta o diagrama unifilar da divisão adotada, com indicação das classes atuais de enquadramento.

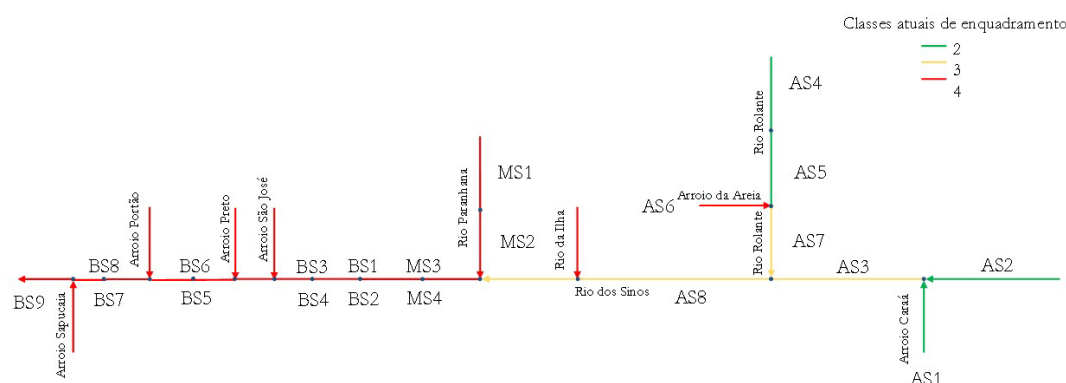


Figura 8 – Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio dos Sinos.

A simulação da qualidade da água foi realizada em regime permanente, utilizando-se a vazão de referência Q_{90} , isto é, a vazão igualada ou excedida 90% do tempo. A escolha desta vazão deve-se ao fato de que a vazão outorgável no rio dos Sinos é equivalente à 70% da Q_{90} (Comitê do Lagoa Guaíba, 2004) e foi calculada neste estudo para cada trecho simulado a partir das vazões específicas definidas na Nota Técnica nº 004/2021/DIPLA/DRHS (Rio Grande do Sul, 2021).

O monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio dos Sinos é atualmente realizado pela FEPAM, conta com um total de 11 estações de qualidade da água e disponibilidade de dados a partir de setembro de 2015. As condições iniciais de qualidade da água foram obtidas a partir da estação de monitoramento de Caraá (87378500), localizada na cabeceira do arroio Caraá, considerando-se o período de 2015 a 2022.

Em relação às outorgas de captação de água bruta, estas foram agrupadas por tipo de usuário nos subtrechos, sendo somadas e consideradas de forma agregada por trecho para os três principais tipos de usuário na bacia: irrigação, abastecimento humano e indústria. Portanto, em cada subtrecho há 3 núcleos de demanda, um para cada tipo de usuário, que representam todas as demandas identificadas. A Figura 9 apresenta a localização das outorgas que foram consideradas para o estudo.

Neste estudo todos os lançamentos foram representados como pontuais para fins de simplificação do modelo. A concentração dos efluentes domésticos foi determinada com base nos percentuais de coleta e tratamento do Atlas Esgotos de 2013 (Brasil, 2013) e nas informações mais recentes de eficiência de tratamento das ETES provenientes da atualização do Atlas Esgotos em 2019 (Brasil, 2019). Estas informações foram consideradas para quantificação do abatimento das cargas dos efluentes apenas para municípios com captações de abastecimento público na bacia, identificadas a partir do SIOUT. Portanto não foram inseridos os lançamentos de todas as ETES com sede na bacia, uma vez que algumas ETES atendem outros municípios e podem lançar seus efluentes em outras bacias.

Ainda, tomou-se como premissa que 100% da população rural utiliza solução individual. A Tabela 1 apresenta as concentrações finais dos efluentes urbanos e rurais para os municípios considerados.

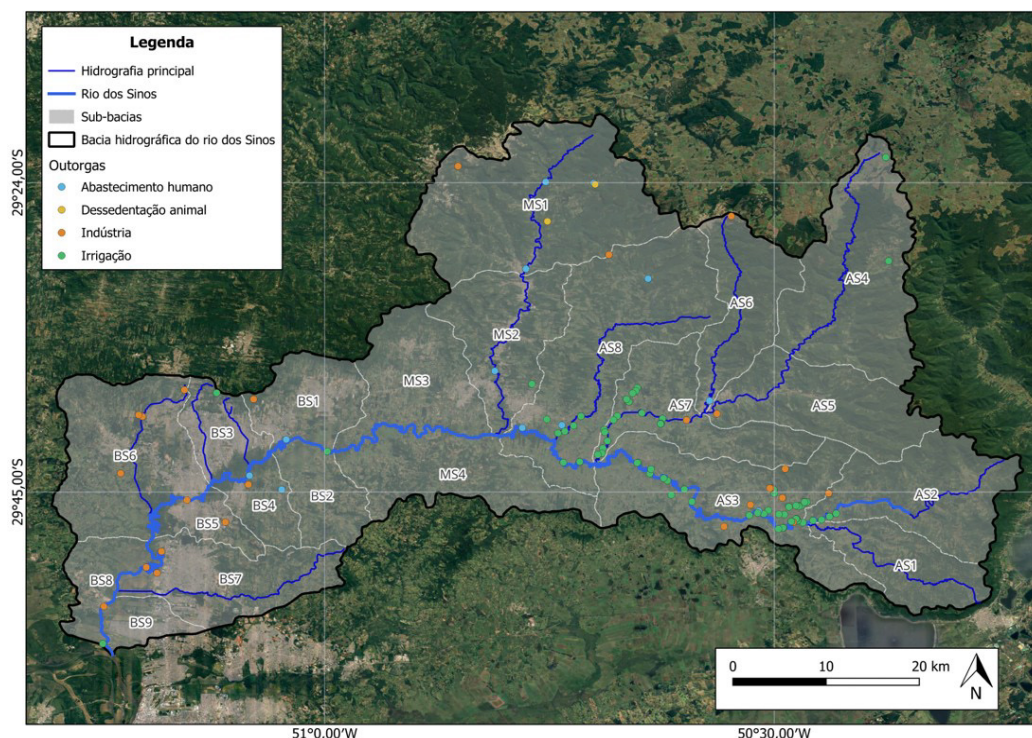


Figura 9 – Outorgas de captação consideradas para o estudo na bacia hidrográfica do rio dos Sinos. (Fonte: elaborado com base nos dados do Rio Grande do Sul (2023))

Tabela 1– Concentração dos efluentes urbanos considerados na simulação da qualidade da água.

Lançamentos urbanos	Concentração dos efluentes lançados (mg/L)								
	OD	DBO	N orgânico	N amon.	Nitrato	Nitrato	P orgânico	P inorgânico	Colif.*
Campo Bom	0,00	160,52	20,72	26,64	0,00	0,00	1,78	4,14	1,00E+09
Esteio	0,00	150,06	19,28	25,13	0,00	0,00	1,69	3,94	1,00E+08
Novo Hamburgo	0,00	138,29	19,60	25,31	0,00	0,00	1,69	3,95	1,00E+08
Parobé	0,00	155,10	20,49	26,34	0,00	0,00	1,76	4,10	1,00E+09
Rolante	0,00	102,80	18,24	23,45	0,00	0,00	1,56	3,65	1,00E+09
Santo Antônio da Patrulha	0,00	105,30	18,35	23,59	0,00	0,00	1,57	3,67	1,00E+09
Taquara	0,00	131,27	19,46	25,02	0,00	0,00	1,67	3,89	1,00E+09
Três Coroas	0,00	90,41	17,71	22,77	0,00	0,00	1,52	3,54	1,00E+09
Usuários individuais	0,00	187,50	21,88	28,13	0,00	0,00	1,88	4,38	1,00E+09

*Coliformes termotolerantes em NMP/100 mL.

Em relação aos usuários irrigantes, tomou-se como base estudos realizados no Brasil (Gomes et al., 1998) e em outros países (Qi et al., 2020), além da Resolução CONSEMA n° 355/2017 (Rio Grande do Sul, 2017), que dispõe sobre critérios de lançamento de efluentes. Destaca-se que a determinação das concentrações dos parâmetros em efluentes da agricultura é desafiadora devido à variedade de compostos aplicados ao solo, ao tipo de solo, à cultura plantada, entre outros fatores, além de ocorrer de forma difusa.

Em relação às indústrias, a diversidade destas também afeta significativamente a qualidade dos efluentes produzidos, com variações de concentrações dos efluentes brutos. Como no cadastro do SIOUT não é especificado o tipo de atividade industrial dos usuários, as concentrações dos efluentes industriais foram determinadas a partir dos padrões estabelecidos na Resolução CONSEMA n° 355/2017 (Rio Grande do Sul, 2017) e complementadas pelo estudo de Arasappan & Rajagopal (2015). A Tabela 2 apresenta as concentrações adotadas para os efluentes da irrigação e da indústria, assim como as fontes de referência de cada parâmetro.

Tabela 2 – Concentrações brutas do efluente da irrigação.

Parâmetro	Irrigação		Indústria	
	Concentração no efluente (mg/L)	Referência ¹	Concentração no efluente (mg/L)	Referência ¹
DBO	60,000	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (Rio Grande do Sul, 2017)	60,000	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (Rio Grande do Sul, 2017)
OD ²	0,000	-	0,000	-
N orgânico	0,823	Qi et al. (2020)	44,000	Arasappan & Rajagopal (2015)
N amoniacal	0,655	Qi et al. (2020)	20,000	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (Rio Grande do Sul, 2017)
Nitrito ³	0,050	Gomes et al. (1998)	0,500	Arasappan & Rajagopal (2015)
Nitrato	0,283	Qi et al. (2020)	17,900	Arasappan & Rajagopal (2015)
P orgânico	0,044	Qi et al. (2020)	0,600	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (Rio Grande do Sul, 2017)
P inorgânico	0,039	Qi et al. (2020)	1,400	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (Rio Grande do Sul, 2017)
Coliformes totais	1,000E+04	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (Rio Grande do Sul, 2017)	1,000E+04	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (Rio Grande do Sul, 2017)

²Não foi possível obter referências quanto à concentração de OD em efluentes da irrigação e da indústria, optando-se pelo cenário mais crítico, com OD igual a 0 mg/L. ³A concentração de nitrito obtida no estudo de Gomes et al. (1998) não atingiu a concentração mínima detectável de 0,05 mg/L, desta forma, por falta de referências quanto a este parâmetro para a irrigação, optou-se por adotar a concentração mínima detectável.

3.4 Funções econômicas de benefício e custo

As funções de benefício econômico resultantes do uso da água foram determinadas com base em estudos anteriores para a bacia hidrográfica do rio dos Sinos. A Equação 5 apresenta o formato padrão da função

$$B(X_{i,n}) = a_i \cdot (X_{i,n})^2 + b_i \cdot (X_{i,n}) \quad (5)$$

Onde:

X_{i,n}: vazão captada pelo usuário i no trecho n [m³/s];

B(X_{i,n}): benefício total do usuário i no trecho n [R\$];

a_i: coeficiente da função do usuário i [R\$.s²/m⁶];

b_i: coeficiente da função do usuário i [R\$.s/m³].

Para o abastecimento público na bacia do rio dos Sinos, Dalcin & Marques (2020) inferiram uma função de demanda empírica a partir de um ponto de quantidade-preço observado e uma elasticidade preço assumida, determinando a função de benefício através do método apresentado em Griffin (2006), considerando que novos usuários entram no sistema dispostos a pagar tanto quanto os outros, uma vez que o abastecimento público de água é um monopólio e os usuários não possuem outra alternativa significativa.

Para o setor irrigante, Dalcin e Marques (2020) tomaram como premissa que, à medida que o setor cresce, novos usuários entram no sistema com condições menos favoráveis, como solos menos produtivos e à uma distância maior do curso hídrico. Isso leva à diminuição da disposição a pagar pela água, bem como os benefícios marginais. Neste caso, a curva do setor irrigante foi representada por uma função de benefícios marginais líquidos decrescentes.

A curva de benefício total para a indústria foi obtida com base em um único tipo de indústria tomada como referência, de forma que a extrapolação para a bacia inteira poderia causar uma superestimação do valor da água e afetar as soluções de alocação (Dalcin & Marques, 2020). Desta forma, Dalcin & Marques (2020) propuseram a utilização da curva de benefício total igual a 25% do valor da original.

A Tabela 3 apresenta os coeficientes adotados para o cálculo do benefício econômico para cada usuário. O coeficiente que multiplica a vazão ao quadrado na equação e é negativo para todos os usuários, sendo, portanto, um coeficiente que reduz o benefício econômico do usuário.

Tabela 3 – Coeficientes utilizados para cálculo do benefício econômico de cada usuário da bacia.

Usuário	a	b
1 – irrigante	$-3,49 \times 10^{-9}$	0,479
2 – abastecimento urbano	$-1,41 \times 10^{-7}$	13,03
3 – industrial	$-1,23 \times 10^{-7}$	39

Fonte: com base em Dalcin e Marques (2020).

Em relação aos custos de tratamento de esgotos foi considerado que no cenário de referência há custos de coleta e tratamento de acordo com os percentuais do Atlas Esgotos, sendo desconsiderados custos apenas de coleta sem tratamento. Para o cenário otimizado admitiu-se que 80% dos efluentes do abastecimento urbano e da indústria seriam coletados e tratados. O valor utilizado como referência foi de 7,54 R\$/m³ para efluente coletado e tratado, com base na tarifa básica da tabela tarifária de julho de 2022 da Companhia Riograndense de Saneamento (2022). Foi realizado o cálculo simples de vazão vezes custo, entretanto, sabe-se que o sistema tarifário é mais complexo, com variações de acordo com a área comercial, tarifas sociais, entre outros.

Além dos custos de coleta e tratamento, o cenário otimizado inclui os custos da remoção de fósforo total, uma vez que os padrões de enquadramento são bastante restritivos e cada vez mais encontra-se problemas na água relacionados ao excesso de fósforo, como a eutrofização. A função do custo é dada pela carga a ser tratada (WT) multiplicada pelo custo de tratamento por quilograma de fósforo removido.

Utilizou-se como base de custo unitário o estudo de Jiang et al. (2005), que avaliou os custos de remoção de fósforo para cinco diferentes capacidades de plantas de tratamento e três alternativas de tratamentos. No presente estudo, foi considerada uma planta com concentração máxima de fósforo igual a 2 mg/L e vazão de 1 MGD (1 milhão de galão por dia (MGD) \approx 43,81 L/s), obtendo-se como referência o custo de 30,80 US\$/kg fósforo total removido, equivalente a 153,38 R\$/kg, considerando a taxa de câmbio 4,98 R\$/US\$. Esse valor inclui custos de operação e manutenção das plantas (energia, produtos químicos, disposição do lodo, mão de obra, manutenção e seguro) e os investimentos necessários para a adaptação de sistemas de lodos ativados já implantados, não abrangendo, portanto, custos de instalações das plantas de lodos ativados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise dos trade-offs entre diferentes soluções

Foram geradas 3 soluções a partir da aplicação do modelo hidroeconômico na bacia hidrográfica do rio dos Sinos, conforme apresentado na Figura 10. Entretanto, as mesmas ainda não são representativas da fronteira de Pareto global, uma vez que a exigência computacional do modelo necessitaria de um tempo maior e melhor performance computacional, porém o resultado parcial não traz prejuízos à discussão. A Figura 10 também ilustra a posição atual da bacia no que se refere ao aproveitamento econômico da água e concentração de fósforo, indicada como “referência”. Como esperado, a solução de referência (situação atual da bacia) encontra-se em região dominada, onde seriam possíveis ganhos econômicos e de qualidade da água, mediante alteração na alocação da mesma e de investimentos em coleta e tratamento de esgotos para a remoção de fósforo.

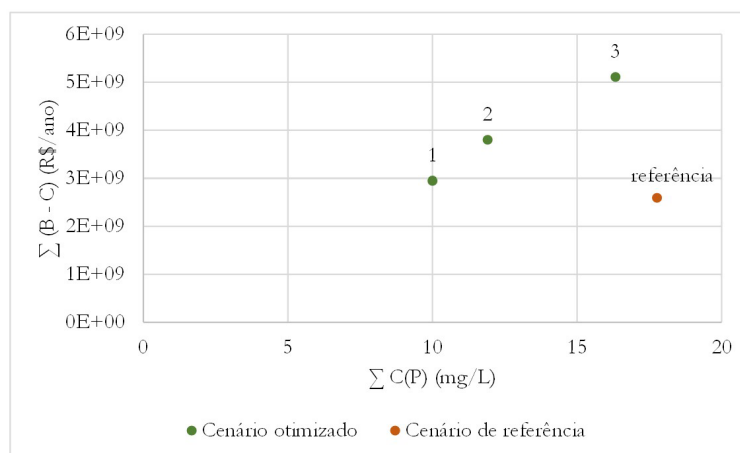


Figura 10 – Resultados das funções objetivo. (B: benefício total; C: custos de coleta e tratamento de esgotos, incluindo remoção de fósforo; C(P): concentração de fósforo no corpo hídrico).

Considerando-se a fronteira de Pareto parcial formada pelas soluções 1, 2 e 3, e o ponto de referência, os principais trade-offs são:

- Solução 1: implica na redução da carga de poluentes lançada, mas gera menor impacto no benefício econômico, isto se deve, principalmente, à realocação da água entre os diferentes usuários;
- Solução 2: nesta solução há ganho ambiental e econômico, pois a concentração de fósforo é reduzida na bacia e o benefício econômico total aumenta, também em detrimento à alocação da vazão entre os usuários. Entretanto, não é uma alternativa necessariamente viável, pois deve-se considerar que algumas demandas são essenciais e não podem ser reduzidas;
- Solução 3: há um maior ganho econômico, em relação às soluções 1 e 2, porém, o ganho ambiental não é tão significativo. Assim como na solução 2, é indispensável a análise da viabilidade da solução e o alinhamento com os objetivos definidos para a bacia.

Para a análise do valor de referência para a cobrança foi considerada a solução 1. A justificativa é que trata da solução que, além de resultar em um benefício econômico líquido superior ao cenário de referência, levaria à menor concentração de fósforo total na bacia e vazão para abastecimento urbano mais próxima da demanda atual. Esta solução será referida como resultado do cenário otimizado nos próximos itens. Outras soluções podem ser escolhidas mediante análise e discussão em oficinas com os comitês de bacias, conforme metodologia proposta em Kuele (2023).

4.2 Valores econômicos pela captação de água bruta

A faixa de valores de ΔP obtida é um indicador, de base econômica, do quão desejável é aumentar ou reduzir as outorgas para um determinado usuário e trecho na bacia. Valores negativos indicam que a alocação de novas outorgas é desejável, se comparado com o cenário atual. Valores positivos indicam o oposto, que novas outorgas não são desejáveis, de modo que o valor reflete o quanto teria que ser cobrado para desincentivar a solicitação de novas outorgas. Estes valores não devem ser diretamente aplicados aos usuários, uma vez que são bastante altos por refletir objetivos de realocação da água, ainda não buscados com modelos de cobrança. Entretanto, os valores são úteis ao refletir as diferenças relativas não apenas na disponibilidade a pagar dos usuários, mas também na escassez da água na bacia. Essas diferenças relativas podem servir como diretrizes a partir da utilização de uma metodologia complementar, como a normalização para obtenção de valores em escalas diferentes. Isso permitirá reescalonar os valores conforme o que seria aceitável pelos usuários, além de necessidades de custeio e investimentos que se pretende com a cobrança na bacia, porém mantendo diferenças nos valores unitários que reflitam usos e condições de escassez hídrica diferentes.

Na Tabela 4 são expostos os resultados de valores econômicos da água. Os valores variam de -77,82 a 53,54 R\$/m³, sendo que valores negativos representam que, no cenário otimizado, o benefício total supera o do cenário de referência, devido à alocação de maior quantidade de água nesses trechos, resultando em maior benefício econômico. Portanto, esses trechos apresentam potencial para receber novos usuários e emissão de novas outorgas no futuro. Por outro lado, também se observa valores negativos em diversos trechos, que ocorre, pois, no cenário de referência os usuários estão concentrados em um menor número de trechos da bacia, enquanto no otimizado há alocação dos três usuários em todos os trechos.

Para fins de comparação, considerando o máximo valor econômico positivo obtido para o usuário urbano (16,39 R\$/m³) e uma captação de 200 L/dia por habitante, equivalente ao volume total de 73.000 L por ano, o valor anual cobrado seria de 1.196 R\$/ano. Em comparação ao valor pago anualmente de 459,17 R\$/ano para estas mesmas condições, conforme a tarifa básica de água de 6,29 R\$/m³ nos municípios da bacia do rio dos Sinos (Companhia Riograndense de Saneamento, 2022), o valor de referência para cobrança seria 2,60 vezes maior para os usuários urbanos em alguns trechos da bacia.

Como esperado, o valor econômico da água obtido é superior aos valores de preços públicos unitários atualmente vigentes em instrumentos de cobrança nas bacias hidrográficas brasileiras, que variam de 0,0032 a 0,0526 R\$/m³ (Brasil, 2022). Entretanto, em casos em que instrumentos econômicos foram aplicados, como no Chile, o valor da água chega a variar de 8,34 a 378,21 R\$/m³ (considerando-se a cotação do peso chileno no dia 29/09/2023 de R\$ 0,0056), a depender da região, se o uso é consuntivo ou não e a fonte de abastecimento. Ainda, a título de comparação, o reúso da água em São Paulo chegou a ser cotado em 11,57 R\$/m³ no estudo de Riediger (2019). Ou seja, uma cobrança maior que o valor da água para reúso poderia ainda gerar incentivo para a maior disseminação de estratégias de reúso, que podem trazer mais segurança para a indústria em condições de escassez. A seguir é realizada uma análise dos resultados para cada usuário.

A título de exemplo também são apresentados os valores normalizados linearmente, por usuário, representando que, quanto mais próximo de 1 R\$/m³, menos favorável é a instalação do usuário naquele trecho. Novamente, não necessariamente estes valores seriam implementados como PPU, entretanto, o objetivo é fornecer subsídios para um processo de negociação e avaliação.

Tabela 4– Valores ΔP obtidos segundo Equação 4.

Trecho	ΔP para captação de água bruta (R\$/m ³)		
	Irrigante	Urbano	Industrial
1 - Rio dos Sinos	0,40	-25,41	-77,64
2 - Arroio Caraá	-1,05	-25,86	-77,82
3 - Rio dos Sinos	0,83	-12,67	-76,05
4 - Rio Rolante	-0,81	-25,78	-77,09
5 - Arroio Areia	-1,05	-6,28	-76,73
6 - Rio Rolante	0,59	-25,20	-67,17
7 - Rio dos Sinos	-0,06	7,37	-77,44
8 - Rio da Ilha	0,18	16,39	-55,82
9 - Rio Paranhana	-1,01	12,76	-75,22
10 - Rio dos Sinos	-1,01	-25,28	-77,45
11 - Rio dos Sinos	-0,39	12,42	-77,07
12 - Rio dos Sinos	-1,05	12,79	-69,13
13 - Arroio Preto	-1,05	-25,80	-77,71
14 - Rio dos Sinos	-1,05	-25,61	-40,14
15 - Arroio Portão	-1,05	-25,54	-54,37
16 - Rio dos Sinos	-0,63	-25,66	53,54
17 - Arroio Sapucaia	-1,05	-25,85	-77,48
18 - Rio dos Sinos	-1,05	-25,82	-68,31

Os valores econômicos para a indústria são superiores pois modelo otimizado alocou maior quantidade de água para este usuário, resultando em benefícios econômicos totais maiores do que no cenário de referência. A justificativa para estas alocações está baseada em 2 principais motivos, que refletem nas funções objetivo do modelo: (i) o benefício econômico gerado para a indústria é superior ao dos demais usuários; (ii) a concentração de fósforo dos efluentes é inferior à do usuário urbano. Ou seja, o modelo entende que é mais vantajoso outorgar grandes volumes para indústria.

A diversidade de indústrias na bacia dificulta a determinação precisa do benefício econômico total e das cargas de fósforo. Nesse sentido, há a possibilidade de uma superestimação do benefício econômico total e uma subestimação da concentração do efluente, indicando a necessidade de uma análise mais detalhada das indústrias presentes na bacia. Seria prudente desenvolver curvas específicas, levando em consideração o tipo de indústria, para uma avaliação mais precisa. No que diz respeito aos efluentes, idealmente deve ser realizado um monitoramento constante para avaliação do atendimento aos padrões de lançamento. Estas informações deveriam ser tornadas públicas para promover uma maior transparência e responsabilidade ambiental.

Os valores apresentados servem como referência para indicar o real valor da água, baseado em critérios econômicos, alinhando-se com os objetivos da cobrança preconizados na Lei das Águas. A diferenciação da cobrança pela captação de água bruta entre os usuários é muito importante, pois a água tem diferentes valores de acordo com a finalidade e, desta forma, é possível refletir na cobrança os custos das externalidades geradas.

4.3 Valores econômicos para o lançamento de esgotos

A proposta deste estudo é de que a cobrança pelo lançamento de efluentes seja baseada na carga de fósforo lançada na bacia, refletindo os impactos ambientais decorrentes do uso da água. A Tabela 5 apresenta os valores econômicos relacionados ao lançamento de carga de fósforo obtidos por trecho. Não foi realizada a diferenciação por usuário, uma vez que o dado de saída do modelo hidroeconômico é a carga de fósforo a ser removida por tratamento terciário avançado em cada trecho, com objetivo de simplificar e reduzir o tempo computacional.

Os valores obtidos variam de -305,71 a 305,71 R\$/kg de fósforo lançado. Os valores negativos indicam que os custos de remoção de fósforo no cenário otimizado são superiores aos do cenário de

referência. Esta diferença ocorre em alguns trechos do cenário otimizado pois a vazão outorgada é maior do que no cenário atual e, conseqüentemente, a vazão e a carga lançada também são. O menor valor positivo de referência (41,94 R\$/kg de fósforo) é observado no trecho 9 – Rio Paranhana, que é um dos trechos com maior vazão incremental disponível e maior vazão total outorgada no cenário otimizado, de 1,24 m³/s, enquanto no cenário de referência é de 0,45 m³/s.

Um dos maiores valores de referência (R\$ 305,71) é observado no trecho 7- Rio dos Sinos, onde a vazão total outorgada é a mesma do cenário de referência e, como atualmente não há tratamento avançado de fósforo, o valor de referência fica mais elevado. A título de exemplo, considerando uma indústria que lance um volume total de 3.000 m³ de efluente/dia com concentração de 2,00 mg/L, esta teria um custo anual de R\$ 669.504,90 para realizar o tratamento avançado de fósforo, que representa 1% do seu benefício econômico total anual.

Destaca-se que os valores obtidos neste estudo são bastante significativos em comparação aos valores atualmente praticados nas bacias hidrográficas brasileiras, que variam de 0,16 a 0,2117 R\$/kg de DBO lançada, sendo que na bacia do rio São Francisco a cobrança é por m³ de efluentes, no valor de 0,0015 R\$/m³. Entretanto, não é clara a forma como foram determinados estes valores que, possivelmente não são capazes de refletir a internalização dos custos da poluição dos usuários. Em especial, o valor cobrando na bacia do rio São Francisco é inferior aos custos de coleta e tratamento da CORSAN para o ano de 2022, apresentados anteriormente.

No estudo apresentado por Cánepa, Pereira e Lanna (1999) foi aplicado o Princípio Usuário-Pagador para propor critérios para a cobrança na bacia do rio dos Sinos, observando a necessidade de propor valores que induzam os usuários a tratarem o efluente, em vez de “pagar para continuar poluindo”. Apesar do trabalho ser direcionado à DBO, é interessante avaliar que uma das análises dos autores é de que deveria ser cobrado no mínimo 5,00 US\$/tonelada de DBO lançada (14,94 R\$/tonelada) para que o setor de criação de animais fosse induzido a tratar um percentual maior de efluentes. Esta lógica de proposta de cobrança pelo lançamento de efluentes corrobora com a que é apresentada no presente estudo, na qual foi considerado o custo do tratamento avançado de fósforo como base para estimativa do valor econômico da água para lançamento de esgotos.

Os resultados gerados no presente estudo mostram que os trechos em que o valor de referência para lançamento de carga de fósforo é mais elevado tornam-se mais onerosos para o usuário lançar sem tratamento. O modelo hidroeconômico indica que é possível obter melhores benefícios econômicos e qualidade da água lançando em outros trechos. No entanto, ressalta-se que esta análise depende da política pela qual os tomadores de decisão das bacias hidrográficas vão optar. Se na solução adotada prevalecer a qualidade da água em detrimento dos benefícios econômicos, por exemplo, pode ser que a configuração dos trechos mais vantajosos para o lançamento de efluentes com menor índice de tratamento varie.

Tabela 5 – Valores obtidos para a cobrança pelo lançamento de fósforo na bacia.

Trecho	Valor de referência para lançamento de efluentes (R\$/kg de fósforo lançado)
1 - Rio dos Sinos	-298,58
2 - Arroio Caraá	-305,71
3 - Rio dos Sinos	-161,11
4 - Rio Rolante	-303,36
5 - Arroio Areia	-135,24
6 - Rio Rolante	-280,66
7 - Rio dos Sinos	305,71
8 - Rio da Ilha	247,30
9 - Rio Paranhana	41,94
10 - Rio dos Sinos	-305,71
11 - Rio dos Sinos	237,19
12 - Rio dos Sinos	303,62
13 - Arroio Preto	-305,71
14 - Rio dos Sinos	-275,50
15 - Arroio Portão	-282,49
16 - Rio dos Sinos	251,55
17 - Arroio Sapucaia	-305,71
18 - Rio dos Sinos	305,71

Fonte: elaboração própria, 2023.

5 CONCLUSÃO

Neste estudo foi elaborado um modelo hidroeconômico com simulação da qualidade da água (modelo QUAL-UFMG) acoplada ao algoritmo evolucionário (BORG-MOEA) proporcionando a avaliação de alocações de água entre diferentes níveis de qualidade da água e desempenho econômico. A partir disso, foram calculados os valores econômicos pelo uso da água, considerando tanto captação quanto lançamento. A proposta deste estudo baseia-se na internalização, por parte dos usuários, do custo das externalidades, que vai ao encontro dos objetivos da cobrança dispostos na Lei das Águas, sinalizando ao usuário o valor econômico da água e promovendo o uso racional.

Em linhas gerais, a análise realizada evidenciou os seguintes aspectos: (i) a busca por modelo e equações da cobrança mais simples irá de fato contribuir para o entendimento da abordagem, porém tal escolha requer maior embasamento, especialmente econômico, na proposição dos PPU's; (ii) as diferenças entre condições de escassez e externalidades fornecem subsídios para cobrança e outorga; (iii) paga-se mais onde a água é mais poluída e escassa; (iv) existem diferentes alternativas para metas e objetivos, seja de racionalização ou de qualidade da água, na bacia, de modo que essas metas precisam ser pactuadas para que se produza diretrizes e critérios para o modelo de cobrança e (v) os objetivos podem mudar no futuro, e os instrumentos devem mudar junto. Estes objetivos devem estar alinhados com outorga e enquadramento, assim como com o plano de bacia.

Em relação às premissas adotadas nesse estudo, verifica-se que o cenário de referência da bacia do rio dos Sinos representa uma solução dominada na Fronteira de Pareto. Os resultados do cenário otimizado indicaram que existem diferentes arranjos alocativos do uso da água nos diversos trechos da bacia que podem resultar em melhor qualidade ambiental e maior benefício econômico. Modelos de cobrança embasados no valor econômico da água podem contribuir para esses objetivos.

Nesse sentido, os valores econômicos da água obtidos funcionam como indicadores das externalidades produzidas por diferentes usuários em diferentes trechos da bacia, mostrando trechos com maior escassez ou maior aptidão para recebimento de novos usuários. Os valores de referência derivados deste estudo estão, entretanto, vinculados à escolha de uma solução do modelo hidroeconômico, entre as várias possíveis na fronteira de Pareto. Isto significa que tomadores de decisão podem discutir sobre políticas com maior viés econômico, ou ambiental, em relação às condições atuais vigentes, e a escolha irá determinar os valores a serem cobrados. Espera-se que a implementação da cobrança pelo uso da água ocorra de maneira gradual, sendo importante sensibilizar os usuários quanto ao instrumento. Um usuário consciente poderá fazer suas escolhas, como por exemplo, se instalar em outro local, investir em tratamento de efluentes, aumentar sua eficiência de uso da água, entre outros.

A abordagem proposta no estudo contribui com uma visão integrada de aspectos econômicos e ambientais, por meio da utilização de ferramentas computacionais. Os principais avanços estão relacionados à capacidade de produzir uma fronteira de Pareto para embasar a escolha, de forma mais precisa, sobre: (a) metas de alterações na alocação da água e os respectivos valores econômicos que refletem essas alterações e (b) metas de redução na quantidade de poluentes. O item (a) serve então de diretriz para diferenciar valores cobrados na bacia e entre usuários, com o propósito de racionalização (metas de racionalização), enquanto o item (b) pode ser útil para definição de metas de enquadramento na bacia. Combinado ambos os resultados, é possível, com uma única solução, traçar diretrizes integradas para a cobrança e enquadramento.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) no desenvolvimento deste trabalho através da concessão de bolsa de pesquisa nº131987/2021-6.

REFERÊNCIAS

- Achselrad, M. V., Pereira, L. F. M., Formiga-Johnsson, R. M., & Santos, M. (2009). O processo de implementação da cobrança pelo uso da água no estado do Rio de Janeiro. In *Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos* (20 p.). Porto Alegre: ABRH.
- Almeida, M. A., & Curi, W. F. (2016). Gestão do uso de água na bacia do Rio Paraíba, PB, Brasil com base em modelos de outorga e cobrança. *Revista Ambiente & Água*, 11(4), 989.
- Arasappan, S., & Rajagopal, K. (2015). Characterization of physicochemical parameters and heavy metal analysis of tannery effluent. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 4(9), 349-359.

- Baccour, S., Albiac, J., Kahil, T., Esteban, E., Crespo, D., & Dinar, A. (2021). Hydroeconomic modeling for assessing water scarcity and agricultural pollution abatement policies in the Ebro River Basin, Spain. *Journal of Cleaner Production*, 327, 129459.
- Belem, M. G. (2008). *A eficácia da cobrança pela utilização dos recursos hídricos no setor de saneamento* (Dissertação de mestrado). Universidade de Brasília, Brasília.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH. (2005). Resolução CNRH nº 48, de 21 de março de 2005. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília. Recuperado em 29 de fevereiro de 2024, de <https://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/projetos/qualidade-da-agua/legislacao/resolucoes/resolucao-cnrh-no-48-de-21-de-marco-de-2005/view>
- Brasil. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA. (2013). *Atlas esgotos: estações de tratamento de esgoto*. Brasília. Recuperado em 29 de fevereiro de 2024, de <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/1d8cea87-3d7b-49ff-86b8-966d96c9eb01>
- Brasil. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA. (2017). *Água na indústria: uso e coeficientes técnicos*. Brasília.
- Brasil. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA. (2019). *Atlas esgotos: estações de tratamento de esgoto*. Brasília. Recuperado em 29 de fevereiro de 2024, de <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/1d8cea87-3d7b-49ff-86b8-966d96c9eb01>
- Brasil. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA. (2022). Resolução ANA nº 139, de 15 de Dezembro de 2022. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília. Recuperado em 29 de fevereiro de 2024, de <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/politica-nacional-de-recursos-hidricos/cobranca/ResolucaoANAn1392022.pdf>
- Brasil. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA. (2024). *Orientações gerais para a implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos em bacias hidrográficas*. Brasília.
- Cánepa, E. M., Pereira, J. S., & Lanna, A. E. L. (1999). A política de recursos hídricos e o Princípio Usuário-Pagador (PUP). *RBRH*, 4(1), 103-117.
- Comitê do Lagoa Guaíba. (2004). *Caderno de Informações 2*. Porto Alegre.
- Comitês PCJ. (2005, 21 de outubro). *Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 025/05, de 21/10/2005; alterada pela Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 027/05, de 30/11/05*. Piracicaba.
- Comitê SINOS. (2010). *Plano de gerenciamento da bacia hidrográfica do rio dos Sinos: meta 5 - atividade 5.3 - síntese do plano de bacia*. São Leopoldo.
- Comitê SINOS. (2017). *Caracterização da bacia hidrográfica do rio dos Sinos*. São Leopoldo. Recuperado em 29 de fevereiro de 2024, de <http://www.comitesinos.com.br/bacia-hidrografica-do-rio-dos-sinos>
- Companhia Riograndense de Saneamento – CORSAN. (2022). *Tabela tarifária CORSAN 2022*. Recuperado em 29 de fevereiro de 2024, de <https://www.corsan.com.br/upload/arquivos/202207/01113819-ager-2022-2023-tabela-tarifaria.pdf>
- Dalcin, A. P., & Marques, G. F. (2020). Integrating water management instruments to reconcile a hydro-economic water. *Water Resources Research*, 21, e2019WR025558.
- Formiga-Johnsson, R. M., Laigneau, P., Marques, G., Goldenstein, S., & Bonilha, I. (2021). Articulação entre planos de bacia & cobrança pelo uso da água: reflexões e propostas a partir do caso das bacias PCJ. In *Anais do XXIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Porto Alegre: ABRHidro.
- Gomes, T. M., Saad, J. C. C., Cruz, R. L., & Dias, C. T. S. (1998). Avaliação da concentração e distribuição de nitrito, amônio e nitrato provenientes da uréia aplicada via sistema de irrigação por gotejamento. *Irriga*, 3(2), 29-35.
- Gonçalves, H. C., Maranhão, R., & Barros, T. G. B. (2023). A cobrança pelo uso da água no Brasil. *Revista Águas do Brasil*, 1(30), 8-11.
- Griffin, R. C. (2006). *Water resource economics: the analysis of scarcity, policies, and projects*. Massachusetts: The MIT Press.
- Guedes, R. B., Pertel, M., & Acselrad, M. V. (2017). Cobrança pelo uso da água bruta no Estado do Rio de Janeiro e demanda por investimentos para ampliação do atendimento em coleta e tratamento de esgotos nas bacias fluminenses afluentes ao rio Paraíba do Sul. In *Anais do III Simpósio de Recursos Hídricos do Rio Paraíba do Sul*. Porto Alegre: ABRHidro.
- Hadka, D., & Reed, P. (2013). Borg: an auto-adaptive many-objective evolutionary computing framework. *Evolutionary Computation*, 21(2), 231-259.

- Jiang, F., Beck, M. B., Cummings, R. G., Rowles, K., & Russell, D. (2005). *Estimation of costs of phosphorus removal in wastewater treatment facilities: adaptation of existing facilities* (Water Policy Working Paper, No. 11, 45 p.). Water Policy.
- Kuele, P. M. (2023). *Critérios econômicos para a cobrança, outorga e enquadramento considerando a internalização dos custos de poluição da água* (Dissertação de mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Luenberger, D. G. (1995). Externalities and benefits. *Journal of Mathematical Economics*, 24(2), 159-177.
- Meade, J. E. (1952). External economies and diseconomies in a competitive situation. *Economic Journal*, 62(245), 54-67.
- Oliveira, A. R. M., Borges, A. C., Matos, A. T., Silva, D. D., & Pruski, F. F. (2017). Alternative mechanisms of charging for use of water resources in wastewater assimilation. *RBRH*, 22, e3.
- Oliveira, M. C. (2023). O modelo de cobrança pelo uso dos recursos hídricos do estado do Ceará. *Águas do Brasil*, (30), 34-37.
- Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico – OCDE. (2017). *Cobranças pelo uso de recursos hídricos no Brasil: caminhos a seguir*. Paris: Éditions OCDE.
- Ortiz-Partida, J. P., Fernandez-Bou, A. S., Maskey, M., Rodríguez-Flores, J. M., Medellín-Azuara, J., Sandoval-Solis, S., Ermolieva, T., Kanavas, Z., Sahu, R. K., Wada, Y., & Kahil, T. (2023). Hydro-economic modeling of water resources management challenges: current applications and future directions. *Water Economics and Policy*, 9(1), 2340003.
- Pigou, A. C. (1920). *The economics of welfare: volume II*. London: Macmillan & Co.
- Profill Engenharia e Ambiente. (2014a). Processo de planejamento da bacia hidrográfica do rio dos Sinos - fase C: relatório final RT1: fase inicial e fase A. Porto Alegre.
- Profill Engenharia e Ambiente. (2014b). *Processo de planejamento da bacia hidrográfica do rio dos Sinos - fase C: relatório final RT4: fase C – plano de bacia*. Porto Alegre.
- Profill Engenharia e Ambiente. (2014c). *Processo de planejamento da bacia hidrográfica do rio dos Sinos - fase C: relatório técnico 2 RT2: fase B – complementação do enquadramento*. Porto Alegre.
- Qi, D., Wu, Q., & Zhu, J. (2020). Nitrogen and phosphorus losses from paddy fields and the yield of rice with different water and nitrogen management practices. *Scientific Reports*, 10(1), 9734.
- Riediger, P. I. (2019). *Estratégias de investimento em saneamento para o alcance do Enquadramento, considerando trade-offs entre custos dos investimentos e benefícios econômicos na bacia Rio Jundiá (SP)* (Dissertação de mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Rodrigues, M., & Aquino, M. (2014). Análise comparativa entre a cobrança pelo uso da água bruta do estado do Ceará com a cobrança aplicada no estado de São Paulo. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 11(2), 37-51.
- Rio Grande do Sul. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura – SEMA. Departamento de Recursos Hídricos – DRH. (2005). Consolidação do conhecimento sobre os recursos hídricos da Bacia do Rio Pardo e elaboração do programa de ações da sub-bacia do Rio Pardo. Porto Alegre.
- Rio Grande do Sul. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura – SEMA. (2017). Resolução CONSEMA no 355/2017. *Diário Oficial do Estado*, Porto Alegre.
- Rio Grande do Sul. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura – SEMA. Departamento de Gestão de Recursos Hídricos e Saneamento – DRHS. (2021). *Nota técnica nº 004/2021/DIPLA/DRHS*. Porto Alegre.
- Rio Grande do Sul. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura – SEMA. Departamento de Gestão de Recursos Hídricos e Saneamento – DRHS. (2022). Portaria DRHS nº 09/2022. *Diário Oficial do Estado*, Porto Alegre.
- Rio Grande do Sul. Sistema de Outorga de Água do Rio Grande do Sul – SIOUT. (2023). *Consulta SIOUT: base de dados 2022*. Recuperado em 29 de fevereiro de 2024, de <http://www.siou.rs.gov.br/consulta/#/>
- Silva, G. N. S., Moraes, M. M. G. A., & Silva, A. C. S. (2019). HEAL: um sistema de apoio a decisão espacial na alocação de água incorporando modelos hidro-econômicos. In *Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos* (p. 10). Porto Alegre: ABRHidro.
- Ueta, V., Bezerra, A. M., Ramos, O. C., Cysne, A. P., Leal Junior, C. R. M., Lima, F. F., & Souza, R. O. (2007). Cobrança de água: estudo comparativo entre as políticas de cobrança no estado do Ceará e na bacia do Rio Paraíba do Sul. In *Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Porto Alegre: ABRHidro.
- von Sperling, M. (2014). *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios* (2ª ed., Vol. 7). Belo Horizonte: Editora UFMG.
- Ward, F. A. (2021). Hydroeconomic analysis to guide climate adaptation plans. *Frontiers in Water*, 3, 681475.

Contribuições dos autores:

Paola Marques Kuele: obtenção e organização de dados; pesquisa bibliográfica; investigação; metodologia; análise de resultados; elaboração de figuras e gráficos.

Ana Paula Dalcin: revisão textual e edição; metodologia; análise de resultados.

Guilherme Fernandes Marques: revisão textual e edição; metodologia; análise de resultados.